

Таблиця 1 – Міжнародні коефіцієнти токсичності (TEF) ПХДД і ПХДФ

Конгенер	Коефіцієнт токсичності
2,3,7,8-ТХДД	1
1,2,3,7,8-ПєХДД	0,5
1,2,3,7,8,9-ГєХДД	0,1
1,2,3,4,6,7,8,9-ОХДД	0,001
2,3,7,8-ТХДФ	0,1
1,2,3,7,8-ПєХДФ	0,05
2,3,4,7,8-ПєХДФ	0,5
1,2,3,7,8,9-ГєХДФ	0,1

Аналогічна ситуація і з ПХБ. Відповідно до Додатка С Стокгольмської Конвенції ПХБ визначаються як ароматичні сполуки, утворені таким чином, що атоми водню в молекулі біфенілу можуть бути замінені атомами хлору, кількість яких доходить до десяти (рис. 2).

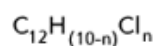
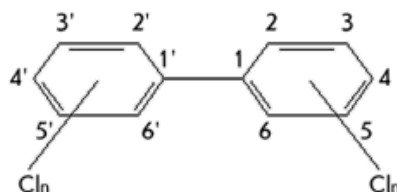


Рис. 2 – ПХБ

Теоретично можливе існування 209 ізомерів (конгенерів) ПХБ. Однак у вигляді промислових продуктів виробляється тільки 130 сполук. [5] Найбільшою токсичністю володіють конгенери ПХБ, що не мають заступника (атома хлору) в орто-положеннях бензольних кілець (найтоксичніший конгенерів - 3,3', 4,4',5-ПєХБ) і деякі моно-орто-заміщені. Табл. 2. [6]

Таблиця 2 – Міжнародні коефіцієнти токсичності ПХБ

Конгенер	Коефіцієнт токсичності
3,4,4',5-ТХБ	0,0001
3,3',4,4',5-ПєХБ	0,1
3,3',4,4',5,5'-ГкХБ	0,01
2,3,3',4,4',5,5'-ГпХБ	0,0001

Таким чином, поняття "брудна дюжина", яким часто оперують при позначенні числа СОЗ, включених до Стокгольмську конвенцію, не коректно. Як впливає з вищевикладеного, загальна кількість СОЗ, які є предметом Стокгольмської Конвенції, складає як мінімум 36 сполук (8 пестицидів, 7 ПХДД, 10 ПХДФ і 11 ПХБ), тобто сумарна кількість становить три "брудних дюжини".

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. The 1998 Aarhus Protocol on Persistent Organic Pollutants (POPs).
2. Donnelly J.R., Dupuy E.A., McDaniel D.D. et al// Chlorinated dioxins and dibenzofurans in the total environment/Eds.
3. Van den Berg M., Birnbaum L., Bosveld A.T.C. et al//Environ. Health Perspect. –1998. –V. 106. –P. 775–792.
4. Федоров Л.А., Мясоєдов Б.Ф.// Успехи химии. –1990. –Т. 59, В. 11. – С. 1818-1866.
5. Химическая энциклопедия. Т. 2. Изд. –М.: "Советская энциклопедия", 1990. – С. 73.
6. Гаутман З., Грефе Ю., Ремане Х.//Органическая химия. – Пер. с нем. – М. :Химия, 1979. – С. 575-609.

УДК 614.876:613.2

Васильківський І.В., Петрук В.Г., Міськів С.В., Кватернюк С.М. (Україна, Вінниця)**ЗАБРУДНЕННЯ ПРОДУКТІВ ХАРЧУВАННЯ АЕРОЗОЛЬНИМИ РАДІОНУКЛІДАМИ ХАЕС**

Енергетична стратегія розвитку передбачає введення на Україні до 2030 року в експлуатацію нових ядерних енергоблоків сумарною потужністю 20-22 млн.кВт. Це одна з найбільш амбіційних програм, що поступається лише планам Китаю, Індії, США та Росії. Це дасть змогу Україні не залежати від імпорту електроенергії вже в найближчі десятиліття. Потужна атомна енергетика – гарант економічної незалежності, а економічна незалежність – гарант успішної реалізації національних проєктів, направлених на зростання добробуту українців [1]. Але, якою ціною будуть досягнуті заплановані цілі? Відповідь на це питання можуть дати тільки екологи, зокрема на прикладі ХАЕС.

Ступінь радіоактивного забруднення агропромислової продукції і величина дозових навантажень на сільськогосподарські рослини, тварини і в кінцевому підсумку на людину по харчовому ланцюжку визначається: загальною кількістю радіонуклідів, що викидаються в навколишнє середовище; характером розсіювання цих радіонуклідів; фізико-хімічними властивостями радіонуклідів; властивостями забрудненого ґрунтового і рослинного покриву.

Основний внесок у загальну кількість газо-аерозольних викидів енергоблоку вносять інертні радіоактивні гази, які безпосередньо не беруть участі в міграції по ланках агроєкосистем, а відповідно і у формуванні дози по харчових ланцюгах. Очікуваний внесок у сумарну потужність викиду радіоіотопів йоду, інших продуктів поділу та активованих продуктів корозії дуже малий, причому багато з них мають періоди напіврозпаду в кілька годин. При розгляді міграції радіонуклідів у компонентах агроєкосистем, слід приділяти основну увагу радіоіотопам так званих біогенних хімічних елементів і радіонуклідів, для яких стабільні носії-аналоги є біогенними елементами. При цьому, для оцінки наслідків впливу, поряд з даними про ґрунтово-кліматичні умови території, особливості ведення сільськогосподарського виробництва і т.д. в якості одного з основних критеріїв повинні бути використані оцінки ймовірних значень щільності забруднення території радіонуклідами.

Значна частина радіонуклідів, що надходять в атмосферу, утворюють аерозолі і під впливом гравітаційних сил, а також під впливом дощу, туманів, снігу випадають на поверхню землі. Осідання радіонуклідів на рослинність відбувається і в дні без опадів, іноді частка сухого осадження досить висока (визначається станом атмосфери). Випадання радіоактивних аерозолів на поверхню рослин призводить до накопичення в їх надземних частинах рослини. Затримування радіоактивних аерозолів та їх подальше трансформування залежать: від щільності фітомаси на одиницю площі, виду рослин, розмірів частинок аерозолу, що осідає, відносної вологості до і після випадіння та ін. Безпосередньо після осадження починається і процес видалення радіоактивних часток з поверхні рослин. Максимальні втрати радіонуклідів у рослин відбуваються вже в першу добу. У середньому для різних культур до 70-90 % втрат відбувається протягом перших 7-10 діб. Середній період напіввтрат лучно-пасовищною рослинністю дещо більший і може коливатися від 7 до 17 діб. При безперервних випаданнях в цілому внесок цього процесу в загальне забруднення рослинності визначається інтенсивністю випадіння радіоактивних речовин. Інтенсивність випадіння радіонуклідів при очікуваній потужності викидів дуже низька (наприклад, рівноважна інтенсивність випадань для ^{137}Cs має порядок 10^{-10} Бк/(м²·с)) і відповідно аеральне забруднення рослинності буде дуже мале. При безперервних випаданнях постійно йде забруднення ґрунтової поверхні випадіннями радіоактивних речовин з атмосфери. Частина радіонуклідів безпосередньо потрапляє на ґрунтовий покрив, а частина затримується рослинністю. Як було показано вище, процес очищення рослинності є дуже динамічним, і протягом декількох тижнів після радіоактивних випадіння радіонукліди практично повністю потрапляють на ґрунтовий покрив і включаються у подальші процеси міграції по ланках біоценозу. Ці процеси включають в себе: вертикальну і горизонтальну міграцію радіонуклідів, перехід їх у рослини. До рушійних сил, що викликають міграцію радіонуклідів у ґрунтах, відносяться: фільтрація атмосферних опадів вглиб ґрунту, капілярний підтік води до поверхні в результаті випаровування, термоперенос води під дією градієнта температури, рух води по поверхні ґрунту, дифузія вільних і адсорбованих іонів, перенесення радіонуклідів на мігруючих колоїдних частинках, перенесення за кореневим системам рослин, процеси сорбції та десорбції речовиною ґрунту. Інтенсивність цього процесу дуже сильно залежить від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів і ґрунтових умов. Так, такі радіологічно значущі радіонукліди, як ^{137}Cs та ^{90}Sr поведуться в однакових умовах абсолютно по-різному. За наявними в даний час даними більше 90 % радіоцезію чорнобильських випадіння в не порушених ґрунтах знаходиться у верхньому п'ятисантиметровій шарі. Радіостронцій більш рухливий - завдяки процесам вертикальної міграції в даний час він розподілився на глибину до 40 см, хоча на незадернованих пісках в зоні відчуження його максимуми спостерігалися і на глибині більше метра. Якщо врахувати той факт, що ґрунтові води для Полісся знаходяться, в основному, на глибині більше трьох метрів то можна стверджувати, що процеси вертикальної міграції слабо сприяють попаданню радіонуклідів у ґрунтові води і подальшому поширенню у відкриті водойми. Навіть якщо радіонукліди потрапляють у водоносні горизонти, то подальша їх горизонтальна міграція відбувається дуже повільно з причини низьких швидкостей пересування ґрунтових вод.

ґрунт має значну ємність поглинання радіонуклідів і обмежує просторовий перерозподіл і кореневе надходження в рослини. Коренева система рослин виступає в ролі селективного бар'єру, який виключає попадання в надземну масу фітомасу біологічно інертних радіоактивних елементів. Таким чином, при розгляді кореневого шляху вступу потрібно розглядати тільки біологічно рухливі радіонукліди. З одного боку сорбція радіонуклідів ґрунтом обмежує їх надходження в рослини, а з іншого - надовго утримує в шарі землі, де вони довгий час є джерелом надходження в рослини. Інтенсивність переходу радіонуклідів у рослини залежить від багатьох факторів, основні з яких – агрохімічні властивості ґрунтів, фізико-хімічні властивості радіонуклідів та біологічні особливості рослин.

Існує кілька шляхів надходження радіонуклідів в раціон харчування людини (рис.1). Один з них – це ланцюжок «орні угіддя-рослини-продукція рослинництва». Інтенсивність міграції радіонуклідів по цьому ланцюжку в першу чергу визначається типом ґрунтів під орними угіддями, культурою, фізико-хімічними властивостями радіонукліда і щільністю забруднення поверхні ґрунту. Найбільш високі рівні забруднення рослинності спостерігаються на дерново-підзолистих ґрунтах, особливо легкого гранулометричного складу, менші - на сірих лісових ґрунтах і сероземах, найнижчі на чорноземах. Інший шлях надходження радіонуклідів в раціон людини пов'язаний з ланцюжком корми-тварини-продукція тваринництва-людина. В принципі

радіонукліди можуть надходити в організм тварин через органи дихання, шлунково-кишковий тракт і поверхню шкіри. Але потенційний внесок цих шляхів у забруднення кінцевої продукції різний. Якщо в період радіоактивних випадів велика рогата худоба знаходиться на пасовищі, то надходження радіонуклідів у відносних одиницях може скласти: через травний канал 1000, органи дихання 1 і шкіру 0,0001 [1].



Рис.1. Основні шляхи надходження радіонуклідів у харчовий раціон людини

Таблиця 1 – Максимальне забруднення сільськогосподарської продукції аерозольними радіонуклідами (Бк/кг), внаслідок МПА, в залежності від відстані до джерела викиду (км)

Радіонуклід	Відстань, км						
	2,7	4	6	10	15	20	25
Хліб¹							
I ¹³¹	7,4E+02	3,4E+02	1,6E+02	8,4E+01	5,1E+01	3,4E+01	2,5E+01
Cs ¹³⁷	6,9E+02	3,5E+02	1,9E+02	1,1E+02	7,4E+01	5,0E+01	3,6E+01
Sr ⁹⁰	5,5E+02	2,8E+02	1,5E+02	9,1E+01	6,0E+01	4,1E+01	2,9E+01
Молоко							
I ¹³¹	7,2E+03	3,3E+03	1,6E+03	8,2E+02	4,9E+02	3,3E+02	2,4E+02
Cs ¹³⁷	4,9E+02	2,5E+02	1,4E+02	8,1E+01	5,3E+01	3,6E+01	2,6E+01
Sr ⁹⁰	6,2E+01	3,1E+01	1,7E+01	1,0E+01	6,7E+00	4,5E+00	3,2E+00
М'ясо							
I ¹³¹	6,4E+03	2,9E+03	1,4E+03	7,3E+02	4,4E+02	3,0E+02	2,2E+02
Cs ¹³⁷	1,3E+03	6,7E+02	3,7E+02	2,2E+02	1,4E+02	9,6E+01	6,9E+01
Sr ⁹⁰	1,8E+01	9,0E+00	4,9E+00	2,9E+00	1,9E+00	1,3E+00	9,3E-01
Листові овочі							
I ¹³¹	1,2E+04	5,5E+03	2,6E+03	1,4E+03	8,2E+02	5,5E+02	4,1E+02
Cs ¹³⁷	9,6E+02	4,9E+02	2,7E+02	1,6E+02	1,0E+02	7,0E+01	5,0E+01
Sr ⁹⁰	7,7E+02	3,9E+02	2,2E+02	1,3E+02	8,3E+01	5,7E+01	4,0E+01
Капуста							
I ¹³¹	4,0E+02	1,8E+02	8,8E+01	4,5E+01	2,7E+01	1,8E+01	1,4E+01
Cs ¹³⁷	3,1E+01	1,6E+01	8,7E+00	5,2E+00	3,4E+00	2,3E+00	1,6E+00
Sr ⁹⁰	2,5E+01	1,3E+01	7,0E+00	4,2E+00	2,7E+00	1,9E+00	1,3E+00
Фрукти (грушки, яблука)							
I ¹³¹	3,0E+02	1,4E+02	6,6E+01	3,4E+01	2,1E+01	1,4E+01	1,0E+01
Cs ¹³⁷	2,4E+01	1,2E+01	6,5E+00	3,9E+00	2,5E+00	1,7E+00	1,2E+00
Sr ⁹⁰	1,9E+01	9,6E+00	5,3E+00	3,1E+00	2,0E+00	1,4E+00	9,9E-01

¹Період часу від збору врожаю до споживання кінцевого продукту 30 діб.

Також, є ще один, дуже важливий шлях надходження радіоцезію в організм людини, який пов'язаний з особливостями даного регіону. Це гриби, ягоди та м'ясо диких тварин. Шляхи надходження радіонуклідів в раціон людини, які пов'язані з водокористуванням для регіону розміщення станції не мають великого значення з кількох причин: вода з відкритих водойм не використовується для пиття; промислове виробництво риби відсутнє; зрошення не використовується в сільському господарстві.

Таким чином, з точки зору міграційної рухливості, найбільш критичним ланками агробіоценозу для досліджуваного регіону є ланцюжок корми-тварини-молоко.

В процесі експлуатації всіх АЕС і ХАЕС зокрема, обов'язково передбачається виникнення різних видів аварійних ситуацій, спричинених відмовами системи безпеки, помилками персоналу, тощо, які супроводжуються певною кількістю додатково викинутих радіонуклідів. Критичним шляхом міграції радіонуклідів, як на ранній фазі ймовірної аварії, так і на наступних, буде ланцюжок пасовища-тварини-продукція тваринництва-людина. Аналіз забруднення сільськогосподарської продукції при максимально проєктованій аварії (МПА) на енергоблоці ХАЕС представлений в таблиці 1. При своєчасному проведенні невідкладних контрзаходів забруднення сільськогосподарської продукції буде істотно нижче наведених оцінок.

Отже, незважаючи на оптимістичний прогноз щодо рівня контрольованого радіонуклідного забруднення прилеглої до ХАЕС території, потрібно, все ж таки, зробити висновок, чи варто сьогодні нарощувати потужності ядерної енергетики, чи ні?..

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Інформаційний бюлетень “Хмельницька АЕС – розвиток заради майбутнього” до проведення громадських слухань щодо добудови Хмельницької АЕС шляхом спорудження енергоблоків №3 та №4.

УДК 621.039.584

Васильківський І.В., Петрук В.Г., Міськів С.В., Кватернюк С.М. (Україна, Вінниця)

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА АЕРОЗОЛЬНОГО ВИКИДУ ХАЕС

Атомна енергетика є одним із пріоритетних шляхів отримання електроенергії. Водночас, як і будь-яке виробництво, експлуатація атомної електростанції включає і утворення радіоактивних відходів. У процесі експлуатації АЕС і зокрема ХАЕС неминуче утворення газоподібних, твердих і рідких продуктів, що містять у своєму складі радіоактивні елементи [1].

Джерелами радіоактивності в першому контурі енергоблоку є:

- продукти розпаду ядерного палива;
- продукти корозії конструкційних матеріалів;
- продукти активації.

У нормальних умовах експлуатації реакторної установки будь-який вихід елементів з під оболонки твєлів або часткове руйнування цієї оболонки призводить до потрапляння деякої кількості продуктів поділу в теплоносії першого контуру.

Третій, який знаходиться в теплоносії першого контуру, є особливо важливим компонентом цих продуктів активації. Вихід тритію з води першого контуру можливий при:

- організованих протіканнях;
- зливах води першого контуру в баки зливу води першого контуру.

Тритій 3Н – радіоактивний ізотоп водню з періодом напіврозпаду 12,34 року. У реакторах АЕС з ВВЕР тритій утворюється:

- безпосередньо при поділі ядер палива як продукт потрійного поділу;
- в результаті взаємодії нейтронів з ядрами дейтерію;
- в результаті різних реакцій швидких нейтронів з конструкційними матеріалами активної зони реактора;
- в результаті активації борної кислоти в теплоносії першого контуру.

Розчинені продукти ділення і активації виводяться з теплоносія за рахунок процесів іонного обміну, в результаті яких утворюються забруднені іонообмінні смоли установок спецводоочистки (СВО). В результаті періодичної заміни цих смол утворюються як рідкі, так і тверді радіоактивні відходи.

Процес поводження з радіоактивними середовищами на установках СВО, розташованих у спецкорпусі, призводить до утворення радіоактивних відходів (РАВ) всіх трьох форм.

Допустимі протікання в парогенераторі теплоносія першого контуру в другий контур ведуть до утворення радіоактивно забруднених вод цього контуру. Газу, які накопичуються в першому контурі під час експлуатації, виводяться з нього. Це призводить до утворення потоку газоподібних викидів. Такі викиди зазвичай включають в себе тритієву водяну пару, благородні гази, аерозолі та інші газоподібні частинки.

Під час щорічної зупинки реактора проводиться скидання тиску із систем охолодження, кришка реактора знімається і частина паливних збірок виймається і переміщається в басейн витримки для зберігання. Крім виймки відпрацьованого палива, процедури перевантаження палива можуть привести до підвищення виходу рідких радіоактивних відходів (РРВ) і викидів в атмосферу з басейну витримки, шахти ревізії апарату і шахти ревізії блоку захисних труб.